*International Journal of Advanced Engineering Research and Science (IJAERS)*
*Peer-Reviewed Junal*
*ISSN: 2349-6495(P) | 2456-1908(O)*
*Vol-10, Issue-4; Apr, 2023*
*Journal Home Page Available: https://ijaers.com/*
*Article DOI: https://dx.doi.org/10.22161/ijaers.104.13*

# Constructed Wetlands: Technology for Removing Drug Concentration from Water

# Wetlands Construídos: Tecnologia Para Remoção da Concentração de Fármacos das Águas

Krisna Ridzi Kathar[1], Naema Wasim[2], Simone da Silva[3], Alexandre dos Santos Pyrrho[4], Márcia C.B.N. Varricchio[5*]

[1,2]Graduada em Farmácia – Universidade Estácio de Sá
[3] Pesquisadora do Centro de Bionegócios da Amazônia - CBA; Professora de Sistemas de Gestão Ambiental no Instituto de Tecnologia e Educação Galileo da Amazônia - ITEGAM
[4] Professor do Departamento de Análises Clínicas e Toxicológicas da Faculdade de Farmácia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ
[5] Adjunta Departamento Clínica Médica; Professora de Ética Ambiental-Bioética do Programa de Residência Médica da FMP-UNIFASE.
Autor correspondente: mtvarricchio7@gmail.com – Rua Dr. Nelson de Sá Earp 68/703, Centro, Petrópolis, RJ – 25680-195

Received: 10 Mar 2023,
Receive in revised form: 15 Apr 2023,
Accepted: 22 Apr 2023,
Available online: 28 Apr 2023



***Keywords*— Constructed wetlands, wastewater, pharmaceutical compounds.**

***Palavras-chave*— Zonas húmidas construídas, águas residuais, compostos farmacêuticos.**

***Abstract*— *This work aims to present a sustainable and promising technology for the environment, in view of the quality of water and rivers contaminated with drugs and lack of sewage treatment. We highlight the Constructed Wetlands technique built so that, in an ecologically correct and low cost, contamination in waters is reduced. The research carried out consists of an integrative review with a basic purpose and a quali-quantitative approach and the Science Direct database was use. The selection of works include review and research articles published between 2010 and 2021. Works that did not deal with phytoremediation through constructed swamps and research with synthetic effluents were excluded, with only those dealing with surface water and effluents from sewage treatment and water treatment plants. Thus, this review was carried out on a basis of 25 articles. For the application of WC, basins, ponds or shallow lakes are built and substrate and vegetation are applied to them. Projects can and should be done individually, depending on the characteristics of the water and the parameters needed to be achieved. In addition, issues such as available area and topography of the environment should be observed. For this study, observing the analysis of a several parameters and configurations, it was demonstrated that WCs is greater efficiency than conventional water treatments. Thus, a system that combines conventional treatments with WC will have greater efficiency in water treatment, being a promising alternative in relation to improvement at low cost, benefiting Public Health.*

***Resumo*— *O presente trabalho visa apresentar uma tecnologia sustentável e promissora para o meio ambiente, tendo em vista a qualidade das águas e rios contaminados com fármacos e falta de tratamento do esgoto. Destaca-se a técnica de Wetlands construídos para*

*que, de forma ecologicamente correta e a baixo custo, reduza-se a contaminação nas águas. A pesquisa realizada consiste em uma Revisão Integrativa com finalidade básica e abordagem quali-quantitativa e a base de dados utilizada foi a Science Direct. A seleção dos trabalhos incluiu artigos de revisão e de pesquisa publicados entre 2010 e 2021. Foram excluídos os trabalhos que não versavam sobre fitorremediação através de pântanos construídos e pesquisas com efluentes sintéticos, permanecendo no estudo os que versavam sobre águas superficiais, efluentes e afluentes de estações de tratamento de esgoto e de tratamento de água. Assim, esta revisão foi realizada em uma base de 25 artigos. Para aplicação dos WC, são construídas bacias, lagoas ou lagos rasos e, neles aplicados substrato e vegetação. Os projetos podem e devem ser feitos de forma individual, dependendo das características das águas e dos parâmetros necessários a serem atingidos. Além disso deve-se observar questões como área disponível e topografia do ambiente. Neste estudo, observando a análise de diversos parâmetros e configurações, ficou demonstrado que WC demonstram maior eficiência que os tratamentos de água convencionais. Assim, um sistema que una tratamentos convencionais com WC gerará maior eficiência no tratamento das águas, sendo uma alternativa promissora em relação a melhoria a baixo custo, beneficiando a Saúde Pública.*

## I. INTRODUÇÃO

Dados registrados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) apontam que aproximadamente 15% dos domicílios brasileiros não possuem acesso à água tratada e 31,7% não possuem o acesso básico aos serviços de coleta de esgoto (IBGE, 2020). Esses valores confirmam o fato de que o esgoto ainda é jogado em rios sem receber o tratamento adequado. A pesquisa realizada pela Agência Nacional de Águas (ANA) ressalta esses dados, revelando que mais de 110 mil Km de rios apresentam sua qualidade comprometida por carga orgânica. Assim, os efeitos gerados tanto para o meio ambiente como para as pessoas residentes de localidades próximas, comprometendo a acessibilidade à água potável, são extremamente graves e preocupantes, podendo até favorecer o aparecimento de epidemias e doenças (ANA. Brasil, 2017).

Os componentes químicos presentes no esgoto podem ocasionar o escurecimento das águas pela redução do oxigênio dissolvido e acarretar mortes de espécies aquáticas. Além disso, aumentam as chances de ocorrer um processo de eutrofização, o que provocaria um crescimento acelerado de algas marinhas, com a exalação de odores, surgimento sabor e biotoxinas na água. Esse cenário é inquietante e exige que medidas sejam providenciadas para amenizar esta situação. Muitos desses efeitos podem ser minimizados com a promoção do tratamento adequado e correto dos esgotos antes do lançamento nos efluentes (ANA. Brasil, 2017).

Em abril de 2020 o Ministério da Saúde realizou um estudo para estabelecer subsídios para discussão sobre a revisão da Consolidação 5/2017 no que se refere à inclusão de fármacos e desreguladores endócrinos para compor as substâncias que devem ter limites estabelecidos e monitoramento para o padrão de potabilidade da água. Neste documento foi estabelecida toxidade e concentração máxima, além da ocorrência nas águas brasileiras também de contaminantes emergentes, mais precisamente, fármacos e desreguladores endócrinos. Ficou estabelecido que, diante os estudos realizados, não se tem dados suficientes para inclusão dessas substâncias para monitoramento pelas empresas prestadoras de serviços (Brasil. Ministério da Saúde., 2020).

Neste âmbito, os fármacos estão entre os Contaminantes Emergentes (CEs) mais estudados mundialmente, posto que grande parte dos dejetos químicos, por meio de indústrias, hospitais, domicílios, centros urbanos e localidades, são despejados continuamente em efluentes das estações de tratamento de esgoto (ETE) e posteriormente em ambientes aquáticos, desestabilizando o equilíbrio hídrico. Mesmo sistemas avançados e tecnologias modernas não demonstraram sucesso na remoção completa de tais contaminantes do meio (Montagner et al., 2017).

Entende-se como contaminantes emergentes (CE), os compostos que são de difícil quantificação, limitando sua monitorização. Essa quantificação é medida através da concentração, que seria a mensuração da quantidade do item estudado numa mistura, como em nossas águas.

Em justificativa a este estudo ressaltamos que diversos trabalhos demonstram a ocorrência, em águas brasileiras, de inúmeros fármacos com as mais variadas concentrações. É certo, pois, que esse tipo de contaminação poderá gerar toxidade crônica, prejudicando o ecossistema e indiretamente a saúde da população (Pivetta et al., 2020).

Ressalte-se que a fitorremediação baseada na tecnologia de *wetlands* construídos tem recebido atenção mundial devido à sua capacidade de remover das águas contaminantes emergentes, inclusive produtos farmacêuticos (Matamoros et al., 2008).

Campanha e colaboradores (2015) recolheram amostras de água em diferentes pontos no rio Monjolinho, de uma região urbana do Estado de São Paulo, durante o período de 2011 a 2013. As amostras foram analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) acoplada a espectrometria de massa em tandem. Como resultado, verificou-se a presença dos fármacos atenolol, propranolol, ibuprofeno, paracetamol, carbamazepina, diclofenaco, naproxeno e outros.

Diante o exposto, surge a necessidade de estudo e aprimoramento de técnicas para o tratamento das águas, sendo a fitorremediação uma possibilidade sustentável e de baixo custo.

A fitorremediação é uma tecnologia que utiliza plantas para retirar ou diminuir contaminantes do solo, da água ou do ar. Esta ideia não é recente e já é discutida há centenas de anos. Com a evolução dos estudos aliada à interdisciplinaridade das áreas de pesquisa vislumbrou-se a possibilidade de uma aplicabilidade econômica e eficaz (Salt et al., 1998).

A literatura descreve a fitorremediação subdividida em seis áreas, quais sejam, fitoextração que é o uso de plantas que acumulam em seus tecidos os poluentes extraídos sem que eles sejam eliminados ou degradados; fitodegradação que é o uso das plantas e dos microrganismos a ela associados para degradar poluentes orgânicos, além de alguns compostos inorgânicos; rizofiltração, que seria o uso das raízes das plantas para absorver os poluentes; fitoestabilização que reduz a presença de poluentes; fitovolatilização que extrai e volatiliza os poluentes (Mejía et al., 2014; Salt et al., 1998).

Pilon-Smits (2005) afirma que os poluentes inorgânicos não podem ser degradados, porém poderão ser estabilizados e sequestrados para os tecidos vegetais e posteriormente coletados. Afirma ainda que, espécies vegetais aquáticas podem absorver, degradar ou acumular os poluentes das águas, sendo movidas pela energia solar, pois dela dependem para o seu desenvolvimento.

Stephenson e Black (2014) esclarecem que fitorremediação aliada a tecnologia, entendida nos dias de hoje como fitotecnologia, é mais abrangente pois integra a engenharia ambiental à experiencias multidisciplinares como agricultura, horticultura, além de desenvolvimentos químicos.

Com isso surgem algumas possibilidades de fitotecnologias na extração de poluentes. Neste sentido, destaca-se a técnica de *Wetlands* ou jardim filtrante visando, de forma ecologicamente correta e a baixo custo, a redução de contaminação em efluentes. Este sistema usa plantas macrófitas associadas a microrganismos dispostos em sua rizosfera, podendo, desta forma, funcionar como um filtro, absorvendo e retendo poluentes (Stephenson & Black, 2014).

Essas espécies vegetais, ao decorrer do processo evolutivo migraram do ambiente terrestre para o aquático, desenvolvendo adaptações morfológicas e anatômicas imprescindíveis à sobrevivência na água, principalmente para a flutuação, como cutícula fina, tecidos esponjosos (aerênquima), caules ocos e pelos hidrofóbicos que repelem a água, e as flores que, em geral são postas fora da água. São visíveis a olho nu e as partes fotossintetizantes ativas são total, parcialmente submersas ou, ainda, flutuantes (Xavier et al., 2021).

As macrófitas aquáticas são vegetais que contribuem para estruturação e dinâmica da maioria dos ecossistemas aquáticos, habitando ambientes variados dentre os de água doce e salobra e apresentando grande capacidade de adaptação (Xavier et al., 2021).

Seu ciclo de vida engloba tanto a reprodução sexuada por polinização cruzada e autopolinização quanto a assexuada pela propagação de rizomas ou estolões, permitindo maior êxito no crescimento (Xavier et al., 2021).

Esta revisão teve como objetivo evidenciar, através da literatura, tanto a presença de contaminantes emergentes, como fármacos, nas águas, como avaliar a possibilidade de remoção por fitorremediação através da tecnologia de *wetlands* construídos. Assim, apresentando o problema quanto a presença de fármacos nas águas brasileiras, caracterizando as diferentes tecnologias de *wetlands* construídos para fitorremediação, apresentando, através da literatura, a remoção de fármacos das águas usando a tecnologia de *wetlands* existentes.

## II. METODOLOGIA

A pesquisa realizada consiste em uma Revisão integrativa (Vosgerau & Romanowski, 2014) e teve o prosseguimento com finalidade básica e abordagem quali-quantitativa. As palavras-chave usadas como descritores em

Ciência da Saúde na base de dados Science Direct foram *constructed wetlands, wastewater, pharmaceutical compounds* e retornaram 1798 trabalhos. A seleção dos trabalhos para a realização deste manuscrito foi realizada de modo a incluir artigos de revisão e de pesquisa publicados entre 2010 e 2021, em inglês, tendo como resultado 1023 artigos retornados. Foram excluídos os trabalhos que não versavam sobre fitorremediação através de pântanos construídos e artigos de pesquisa com efluentes sintéticos, permanecendo no estudo apenas os que versavam sobre águas superficiais, efluentes e afluentes de estações de tratamento de esgoto e de estações de tratamento de água. Os artigos de revisão que não caracterizavam *wetlands* construídos foram excluídos. Assim, esta revisão foi realizada em uma base de 25 artigos de revisão e pesquisa.

## III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1- Caracterização de *wetlands* construídos

Os processos biológicos, como o uso de plantas são considerados promissores para tratar contaminação de águas por fármacos. Para seleção de uma tecnologia adequada para remediar águas poluídas com fármacos é necessário levar em consideração vários aspectos. Os wetlands construídos (WC), também chamados de zonas úmidas construídas ou pântanos construídos, se espelham em zonas úmidas naturais, que são capazes de filtrar a água melhorando sua qualidade (Al-Baldawi et al., 2021).

Os WC são projetados artificialmente para tratamento de águas residuais. Para aplicação, são construídos, bacias, lagoas ou lagos rasos e, neles aplicados substrato e vegetação (Al-Baldawi et al., 2021). Os projetos podem e devem ser feitos de forma individual, dependendo das características das águas e dos parâmetros necessários a serem atingidos. Além disso deve-se observar questões como área disponível e topografia do ambiente (Turcios et al., 2021).

3.1.1- Tipos de fluxo de água

*Wetlands* construídos de fluxo superficial livre (WCFS) com o fluxo ocorrendo no fundo do WC, assim as águas formam uma superfície livre. Neste caso prevalecem as condições anaeróbicas, assim tem eficácia limitada para remoção de poluentes, mas pode ser eficaz para remoção de sólidos em suspensão (Turcios et al., 2021).

*Wetlands* construídos de fluxo subsuperficial tem a vantagem de poderem ser construídos perto de áreas residenciais por ter como característica o escoamento das águas residuais sob a superfície, evitando maus odores. Estes precisam de enchimento com substrato poroso, normalmente cascalho e areia, assim podem manter um fluxo, mas para isso precisam ter um tempo de retenção hidráulica (TRH) maior, pois o volume adicionado diminui o TRH e a taxa de carga hidráulica (TCH). Portanto, precisam de uma área maior para serem aplicados (Turcios et al., 2021).

Os *Wetlands* construídos de fluxo subsuperficial podem ser divididos de acordo com o caminho do fluxo de água, que pode ser horizontal e, portanto, é chamado de WC de fluxo horizontal subsuperficial (WCFSH), ou somente WC de fluxo horizontal, e WC de fluxo vertical subsuperficial (WCFSV) ou somente WC de fluxo vertical. Normalmente os WCFSH tem profundidade de 30 a 50 cm, assim, as raízes das plantas têm alcance total nas águas residuais. O fluxo do efluente é horizontal e contínuo, empurrando a água tratada para a sua saída para o afluente. Apesar de tender para características anaeróbicas, as plantas fornecem para a área das raízes quantidade de oxigênio suficiente para manter o desenvolvimento de uma maior variedade de microrganismos (Turcios et al., 2021).

Os WCFSV podem ter fluxo ascendente ou descendente e têm uma profundidade média de 2 metros e as águas residuais variam em influxo, assim aumentam e diminuem de carga constantemente. Isso leva a uma maior movimentação das águas residuais gerando uma maior oxigenação (Al-Baldawi et al., 2021; He et al., 2021).

A profundidade de WC pode ser na escala de centímetros ou metros. Em grandes instalações prevalecem as condições anaeróbias. E, como a remoção de poluentes está relacionada as bactérias na rizosfera, este pode ser um limitante para a remoção (Turcios et al., 2021).

3.1.2- Modo de alimentação

Os WC podem ser alimentados de modo contínuo ou em lote (alternado). No modo contínuo o efluente abastecerá o WC constantemente. No modo alternado, o WC é abastecido quando o lote anterior estiver quase todo drenado. Pode-se, ainda, estabelecer um período de descanso entre um lote e outro (fluxo de maré) (He et al., 2021).

3.1.3 - Seleção de espécies de plantas

É certo que diversos fatores contribuem para o desempenho de WC na remoção da poluição das águas e, em especial de fármacos. Entretanto, um dos aspectos a ser considerado é o tipo de planta a ser usada no projeto (Hu et al., 2021).

As macrófitas são as espécies mais usadas nos projetos de WC e são classificadas de acordo com a forma com que crescem no ambiente aquático, podendo viver em ambiente de água doce como em água salgada (Kurniawan et al., 2021).

A vegetação pode ser emersa ou emergente, submersa ou flutuante (Turcios et al., 2021). As emergentes como

*Phragmites spp*., *Typha latifolia* e *Cyperus spppois*, tem raízes submersas, podendo estar enraizadas, e folhas para fora da água. As submersas como *Ceratophyllum*, *Myriophyllum*, *Hydrilla* , *Egeria* e *Elodea canadensis*, estão completamente submersas e espécies como *Salvinia* molesta, *Lemna minor* e *Eichhornia crassipes* tem todo o corpo da planta para fora da água exceto suas raízes (Kurniawan et al., 2021).

Uma nova forma de uso de plantas emergentes tem sido o *floating treatment wetlands*, que consiste numa estrutura flutuante (tapete) onde as espécies emergentes são plantadas. Assim as folhas e brotos crescem acima do nível da água e as raízes ficam submersas. Assim, as raízes, rizomas e microrganismos associados formam uma rede fornecendo a área necessária para que ocorram os processos de degradação e aprisionamento dos poluentes (Oliveira et al., 2021).

As plantas submersas, podem apresentar um bom desempenho, mas não foram estudadas por longo período. As plantas flutuantes, *Salvinia molesta* e *Lemna minor*, tem ciclo de crescimento curto podendo ser usadas para situações emergenciais. Já a flutuante *Eichhornia crassipes*, apesar de ser bastante eficiente para remoção de alguns fármacos, tem uma capacidade reprodutiva muito alta e um grande consumo de oxigênio. Note-se que as espécies podem ser usadas em conjunto sendo adequadas a situações específicas (Hu et al., 2021).

As plantas mais usadas para tratar produtos farmacêuticos são as emergentes, pois apresentam maior tecido, possibilitando o acúmulo desses poluentes. Além disso possuem sistemas radiculares desenvolvidos, aumentando seu contato com a água e maior possibilidade de desenvolvimento de microrganismos na rizosfera (Hu et al., 2021).

A função das plantas no WC pode ser classificada como funções diretas e indiretas. As funções diretas dizem respeito a absorção, translocação e degradação dos poluentes. As funções indiretas dizem respeito a possibilidade de, pela sua presença, promoverem o crescimento de microrganismos radiculares, atividades enzimáticas através da liberação de metabólitos secundários no meio, e aumento de oxigênio por perda radicular (Hu et al., 2021).

A absorção de fármacos pelas plantas é dada, principalmente, pela simbiose estabelecida pela sua raiz e os microrganismos. Os compostos farmacêuticos com log kow entra 0,5 e 3 são mais facilmente absorvidos do que aqueles hidrofóbicos. Estes últimos têm a tendencia a sorção no substrato (Hu et al., 2021).

Entretanto, o fato de os fármacos hidrofóbicos tenderem a sorção, não quer dizer que não sejam absorvidos, pois podem ser identificados tanto nos brotos como nas partes aéreas da planta. Ademais, cabe ressaltar que a planta é capaz de transformar os fármacos absorvidos em produtos de baixo peso molecular podendo ser eliminados pela respiração ou serem conjugados a estruturas da planta (Hu et al., 2021).

3.1.4- Substrato

Os substratos utilizados para o projeto de WC podem ser cascalho, areia, solo do local a ser construído, carvão ativado, argila expandida e substratos a base de silício). Propriedades do substrato, como tamanho de partícula, porosidade, carga e pH, influenciam na eficiência dos WC. Um substrato mais particulado permite uma maior infiltração da água, possibilitando maior interação com o poluente. A despeito disso, um substrato com maior superfície possibilita formação de biofilme e o mais poroso possibilitará maior contato com o poluente (Al-Baldawi et al., 2021; He et al., 2021).

A areia e o cascalho são substratos de baixo custo e fornecem uma textura ideal, mas têm poucos nutrientes para crescimento de macrófitas e biofilmes. Os substratos minerais atuam via troca iônica além de promover adsorção devido sua estrutura porosa. Os substratos a base de resíduos orgânicos como o biocarvão podem ser usados para melhorar a atividade microbiana. Portanto, uma melhor adequação pode ser alcançada promovendo o uso de substratos híbridos (Kataki et al., 2021).

3.1.5- Tempo de retenção hidráulica

Quanto maior o tempo de retenção hidráulica (TRH), maior o contato da água com a planta e os microrganismos presentes na rizosfera, aumentando a possibilidade de remoção dos poluentes (Al-Baldawi et al., 2021).

3.1.6- Taxa de carga hidráulica

Uma taxa de carga hidráulica TCH mais alta, gerará um fluxo mais rápido pelo substrato, diminuindo o contato com as plantas e, consequentemente, diminuindo a eficiência de remoção (Al-Baldawi et al., 2021).

3.1.7 - Aeração

Normalmente, um WC é abastecido de oxigênio de forma natural, sendo fornecido pela atmosfera, pelo efluente ou pelas raízes das plantas. Entretanto a aeração pode ser feita de forma artificial por tubos ou bombas e pode ser intermitente ou contínua (He et al., 2021).

A aeração traz a possibilidade de uma maior oxigenação do ambiente, possibilitando maior crescimento de microrganismos e, portanto, maior eficiência na remoção de fármacos. Entretanto, deve-se observar, o quão irá impactar no estresse das plantas, devendo ser ajustado conforme o projeto (He et al., 2021).

3.2 – Presença de fármacos nas águas residuais

Avila e colaboradores (2021), evidenciou a presença de fármacos em águas residuais, que são lançadas constantemente no meio ambiente de forma acidental e proposital. Ressalta que há evidências de toxidade dessas substâncias para o bioma aquático, bem como para o ser humano, conforme mostrado na Tabela 1:

*Tabela 1: Concentração de fármacos em águas verificados em outros países.*

| FÁRMACO | Min | Max | Média | Frequência | Onde | referência |
|---|---|---|---|---|---|---|
| paracetamol | 7,8 ng/l | 30,7 ng/l | 12,3 ng/l | 75% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| diclofenaco | 46,2 ng/l | 814 ng/l | 219 ng/l | 100% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| indometacida | 0,88 ng/l | - | 0,11 ng/l | 13% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| cetoprofeno | 278 ng/l | 2881 ng/l | 1314 ng/l | 100% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| propilfenazona | 0,73 ng/l | - | 0,18 ng/l | 25% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| bezafibrato | 0,67 ng/l | 1,28 ng/l | 0,44 ng/l | 75% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| fenofibrato | - | - | - | - | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| genfibrozil | 1,14 ng/l | 20,9 ng/l | 7,82 ng/l | 88% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| carbamazepina | 0,10 ng/l | 0,14 ng/l | 0,04 ng/l | 38% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| lorazepam | 241 ng/l | 892 ng/l | 470 ng/l | 100% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| sulfadiazina | 0,39 ng/l | 1,78 ng/l | 0,27 ng/l | 25% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| sulfametazina | - | - | - | - | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| sulfametoxazol | 2,11 ng/l | 3,42 ng/l | 0,69 ng/l | 25% | Barcelona, Espanha | (Ávila et al., 2021) |
| Metaciclina | 63,7 ng/l | 108 ng/l | - | - | Sul da China | (Cheng et al., 2021) |
| Sulfametoxazol | 77,6 ng/l | 106 ng/l | - | - | Sul da China | (Cheng et al., 2021) |
| ciprofloxacino | - | - | 442 ng/l | - | São Paulo, Brasil | (Sakurai et al., 2021) |
| cetoprofeno | - | 1,79µg/l | - | - | Espanha | (Hijosa-Valsero et al., 2010) |
| naproxeno | 1,35 µg/l | 3,53 µg/l | - | - | Espanha | (Hijosa-Valsero et al., 2010) |
| ibuprofeno | 8,88 µg/l | 24,19 µg/l | - | - | Espanha | (Hijosa-Valsero et al., 2010) |
| diclofenaco | 0,37 µg/l | 0,83 µg/l | - | - | Espanha | (Hijosa-Valsero et al., 2010) |
| carbamazepina | 1,36 µg/l | 1,52 µg/l | | | Espanha | (Hijosa-Valsero et al., 2010) |
| Ácido salicílico | 9,93 µg/l | 10,29 µg/l | | | Espanha | (Hijosa-Valsero et al., 2010) |

Fonte de dados: Ávila et al., 2021; Hijosa-Valsero et al., 2010; Sakurai et al., 2021; Cheng et al., 2021

3.3 – Eficácia de remoção de fármacos nos sistemas WC

AL Falahi AO, e colaboradores (2021) projetaram três WCFSV, plantados com a espécie emergente *Scirpus grossus* em substrato de areia. Um reator operou sem sistema de aeração e os outros dois com sistema de aeração de 1 e 2 L/minuto. Funcionaram de modo continuo operando com vazões diferentes, produzindo, portanto, tempo de retenção diferentes. Receberam esgoto por 30 dias antes da introdução de águas residuais com ibuprofeno em concentração simulada. Ressalte-se que neste experimento os autores verificaram a adsorção de ibuprofeno pela areia, entretanto, conforme o aumento do TRH e maior aeração, a concentração de ibuprofeno na areia foi diminuindo, sendo caracterizada sua degradação. Conforme mostrado na Tabela 2. Outros trabalhos confirmam que o TRH mais longo estabelece um maior contato da rizosfera filtrante com o ibuprofeno, propiciando maior remoção. (Vystavna et al., 2017)

*Tabela 2 – Índice de remoção mínimo e máximo na água e concentração mínima e máxima de ibuprofeno pela areia*

**Sistema aerado – A * sistema não aerado – N A *Tempo de retenção hidráulica em dia - TRH *Ibuprofeno - IBU*

| FÁRMACO | A TRH 3 | A TRH 4 | A TRH 5 | N A TRH 3 | N A TRH 4 | N A TRH 5 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **IBU água** | 72,6-89,6% | 80,5-91,9% | 89,5-99,3% | 34,70% | 47% | 56,60% |
| **IBU areia** | 18 - 2,5 µg/g | 17,3-3,3µg/g | 14,9 -2,3 µg/g | 34,7 µg/g | 38,7 µg/g | 23,3 µg/g |

Fonte de dados: AL Falahi et al., 2021

Avila (2021) testou a remoção de paracetamol, diclofenaco, indometacina, cetoprofeno propifeno, nazona, gemfibrozil, bezafibrato, fenofibrato, carbamazepina, Lorazepam, Sulfadiazina, sulfametazina e sulfametoxazol, em três projetos de WC de fluxo subsuperficial horizontal (WCFSH) de fluxo contínuo, com planta emergente e cascalho como substrato, tendo como TRH 5,5 dias. Um WC tinha sistema de aeração contínuo, outro intermitente e o terceiro não era aerado.

Nos WC aerados de fluxo continuo paracetamol tem concentração entre 2,53-4,06 *ng/*l, para diclofenaco foi de 0,81-11,3 ng/l, para indometacina a concentração foi de 1,56 ng/l, para cetoprofeno foi entre 33-149 ng/l, propilfenazona foi de 0,73 ng/l, bezafibrato 0,20 ng/l, carbamazepina 0,07-0,10 ng/l, Lorazepam 67,9-347 ng/l , Sulfadiazina 0,7 ng/l , sulfametazina 0,67 ng/l e sulfametoxazol 2,52 ng/l (Ávila et al., 2021).

Nos WC aerados de fluxo intermitente, paracetamol tem concentração entre 5,51-7,36*ng/*l, para diclofenaco foi de 15,7-132 ng/l, para indometacina a concentração foi de 3,53 -5,80 ng/l, para cetoprofeno foi entre 64-1129 ng/l, propilfenazona não foi quantificada e bezafibrato 0,20-0,24 ng/l, genfibrozil 2,04-2,51 ng/l, carbamazepina 0,12 ng/l, Lorazepam 83,2-607 ng/l, sulfadiazina0,39 ng/l, e sulfametazina 0,31 ng/l (Ávila et al., 2021).

Nos WC sem aeração paracetamol tem concentração entre 5,32-32,5*ng/*l, para diclofenaco foi de 40,6-426 ng/l, para indometacina a concentração foi de 5,35 -19,5ng/l, para cetoprofeno foi entre 214-2140 ng/l, propilfenazona não foi quantificada e bezafibrato 0,24-0,64 ng/l, genfibrozil 2,16-259 ng/l, carbamazepina 0,14-0,19 ng/l, Lorazepam 92,4-637 ng/l, Sulfadiazina 0,39 ng/l, sulfametazina 0,31 ng/l e sulfametoxazol 1,01-1,07 ng/l (Ávila et al., 2021).

Os WCFSH aerados apresentaram índice de remoção acima de 83% para todos os fármacos, exceto para carbamazepina e Lorazepam (Ávila et al., 2021).

Alguns estudos indicam que os metabólitos da carbamazepina são convertidos ao composto original durante o tratamento biológico. (Jekel et al., 2015).

Dordio (2010) realizou um experimento com WCFSH, tendo como substrato argila expandida, planta emergente e fluxo descontínuo e TRH de 7 dias, avaliando a remoção de carbamazepina e ibuprofeno. Entre inverno e verão obteve-se índices de 88,2 a 96,7% para CMZ e 81,9 a 96,2% para ibuprofeno. A baixa remoção de carbamazepina, <12%, em sistemas não plantados reafirma sua característica recalcitrante e de difícil biodegradabilidade.

A Carbamazepina é resistente a fotodegradação, biotransformação e possui baixo potencial de sorção. Além disso, é excretada em 93% na forma glicuronídeos que podem ser convertidos no composto original. Este fato explica a possibilidade de remoção negativa (Campanha et al., 2015).

Ávila, e colaboradores (2010) usaram um sistema de três WCFSH operando em série com cascalho e TRH de 3,5 dias para investigar a remoção de ibuprofeno (IBU), naproxeno (NPX), diclofenaco (DCF). As concentrações antes de entrarem no primeiro WCFSH eram de 132µg/l, 35,7µg/l e 3,2 µg/l para ibuprofeno, naproxeno e diclofenaco, respectivamente. No primeiro sistema as concentrações reduziram para 53,1 µg/l, 2,2 µg/l e 0,3 µg/l para ibuprofeno, naproxeno e diclofenaco, respectivamente. No segundo sistema as medições foram 56,5 µg/l, 3 µg/l e 0,2 µg/l para ibuprofeno, naproxeno e diclofenaco, respectivamente. No último sistema as concentrações foram de 1,5 µg/l, 0,3 µg/l e 0,003 µg/l para ibuprofeno, naproxeno e diclofenaco, respectivamente.

Note-se que a eficiência de remoção ficou entre 97 e 98%, sendo o diclofenaco e o naproxeno removidos em 80% no primeiro e segundo WC. Já o ibuprofeno teve apenas entre 50 e 60% de remoção nos dois primeiros estágios, tendo sido correlacionado com o processo anaeróbio predominante (Ávila et al., 2010).

Cheng e colaboradores (2021), estudaram a remoção de antibióticos em WC de fluxo de maré ou *tidal flow*, com cascalho, dois deles com plantas emergentes e apenas um sem planta, operando com um TRH de 12 horas.

Este tipo de WC consiste em um sistema de enchimento, ou maré, e esvaziamento para repouso num ciclo de 1 dia. O fluxo é vertical subsuperficial ascendente e ou descendente(Sezerino et al., 2020).

A remoção dos antibióticos no WC com fluxo ascendente e descendente sem plantas foi de 77,2%, no WC com fluxo descendente com planta foi de 85,2% e no WC com fluxo ascendente e descendente com planta foi de 90,2%. O fluxo em duas direções, naturalmente, provoca maior aeração ao sistema, o que determina maior eficiência em remoção (Cheng et al., 2021).

Sakurai e equipe (2021) realizaram, em São Carlos, SP, Brasil, estudo com WCFSH e WCFSV, com cascalho e areia, plantas emergentes e fluxo contínuo e intermitente. O experimento foi realizado em 4 etapas, sendo a etapa 1 adaptação, etapa 2 TRH de 2 e 0,9, etapa 3 TRH foi 1 e 0,4 para os WCFSH e WCFSV respectivamente. Os dois WC operaram em conjunto, sequencialmente, sendo o WCFSH receptor direto das águas residuais. A concentração média de Ciprofloxacino na entrada do WCFSH etapa 1 foi de 208,4 ng/*l* com índice de remoção 85,6% nesse sistema. Na etapa 2 as amostras ficaram abaixo do limite de quantificação e detecção. Na etapa 3 a concentração média foi de 594,1 *ng/*l com índice de remoção de 95% no WCFSH. Na última etapa a concentração encontrada foi de 419,7 ng/l com remoção de 92,9% no WCFSH. Ciprofloxacino não foi detectado em nenhuma amostra no WCFSV, portanto o WCFSH foi suficiente para remoção deste antibiótico. A mesma eficiência foi relatada por outros autores (Dan A et al., 2013).

Hijosa-Valsero (2010) monitorou cetoprofeno, naproxeno, ibuprofeno, diclofenaco, ácido salicílico, carbamazepina através de sete WC, sendo WC 1 e 5 de fluxo superficial contínuo, sem substrato, com macrófitas flutuantes e TRH de 2,1 e 2,9 dias respectivamente. Os WC 2,3 e 4 tinha fluxo superficial, com cascalho, plantas emergentes em WC 2 e 4, WC 4 sem planta, todos com fluxo contínuo e TRH de 3,3, 5,1 e 6,1 dias respectivamente. Os WC 6 e 7 tinha fluxo subsuperficial horizontal, com cascalho, planta emergente no WC 6 e sem planta no WC 7, fluxo contínuo e TRH de 2,5 e 2,6 dias respectivamente. Os resultados de remoção foram de 24 a 48% para carbamazepina, 35 a 89% para ácido salicílico, 17 a 52% para diclofenaco, 27 a 96% para ibuprofeno, 27 a 83% para naproxeno e 11 a 50% para cetoprofeno. Os menores índices de remoção foram observados no inverno, este fato é explicado pela ausência de luminosidade suficiente para o desenvolvimento das plantas e consequente menor oxigenação na água (Pilon-Smits, 2005).

Sossalla (2021) testou WCFSH não aerado (H50p), WCFSH aerado e não plantado (HÁ), WCFSH aerado e plantado, WCFSV aerado e não plantado (VA) e WCFSH aerado e plantado (VAp) e um sistema misto WCCFSV o primeiro estágio e um filtro de areia (VSp) como segundo estágio. Os plantados eram com emergentes, todos com cascalho, exceto VSp. TRH de 5,5 para H50p, 3,5 para VA e VAp, 3,7 para HÁ e HAp. Os fármacos estudados foram ibuprofeno, naproxeno, diclofenaco, carbamazepina. Em H50p ibuprofeno foi removido em 51%, NPX 61%, DCF 39% e carbamazepina 24%. O autor ressalta que os baixos percentuais em H50p são devido a prevalência de condições anaeróbias. Em VAp, HAp e VA+VSp, DCF foi removido em 81%, 93% e 95%, devido ao alto potencial redox. Carbamazepina não foi efetivamente removida em nenhum sistema. ibuprofeno e naproxeno apresentaram remoção entre 89% e 99% em todos os sistemas, exceto em H50p. VAp+ VSp tiveram remoção mais alta e estável para os fármacos.

Vystavna e parceiros (2017) realizaram um estudo comparativo de eficiência de remoção de fármacos nos anos de 2012 e 2015, em quatro unidades de CW, dois deles CWFSV (1 e 2) e dois CWFSH (3 e 4) que podem ser operados individual ou simultaneamente. As plantas são emergentes, o substrato é areia, o TRH é de 10 a 13 dias e existe um sistema de aeração. Foi observado aumento de concentração de entrada de todos os fármacos de 2012 para 2015, exceto para diclofenaco, naproxeno e propranolol. A eficiência de remoção foi superior a 80% para propranolol e naproxeno e entre 50 e 80% para paracetamol, Venlafaxina, ibuprofeno, carbamazepina e diclofenaco. A maior TRH e aeração trazem um efeito positivo para a eficiência de remoção. Sendo certo que os CW têm grande papel como tratamento secundário de águas residuais.

Y. Chen e equipe (2016) avaliaram três WCFSH de grande escala que são equipados com um pré-tratamento em areia. As plantas utilizadas são emergentes, o substrato é o cascalho, o TRH ´e de 6,5, 12,9 e 5,4 dias respectivamente, nos sistemas C, B e S. Foram avaliadas as remoções dos fármacos ibuprofeno que teve efi12ciência de remoção entre 74% e 99%, cetoprofeno com eficiência de 47% a 91%, naproxeno com 75% a 76% , 76% a 97% e 69% a 96% nos sistemas C, B e S, respectivamente, diclofenaco como mínima teve índice de 17% a 48%, nos sistemas C e B, e 95% no sistema S, tramadol teve eficiência entre 54% e 85%, paracetamol teve eficiência entre 95% e 100%, atenolol com eficiência entre 58% e 99%, metoprolol com 69% a 93%, furosemida com 80% a 96%, hidroclorotiazida com eficiência de 58% a 85% no sistema C, 18% a 42% no sistema B e 90% a 91% no sistema S, Gabapentina com 53% a 88%. A baixa degradação do diclofenaco é confirmada no estudo de Hijosa-Valsero (Hijosa-Valsero et al., 2010).

Tejeda, Torres-Bojorges e Zurita (2017), estudaram a eficiência de remoção da Carbamazepina em três WC de dois estágios. O sistema I (SI) era constituído por um WCFSH seguido por lagoa de estabilização (LE) com TRH de 3 dias e fluxo contínuo, O sistema II (SII) era um

WCFSH com TRH de 3 dias que abastecia com fluxo intermitente a cada 2 horas um WCFSV. O sistema III (SIII) era uma WCFSV que foi alimentado intermitentemente a cada 2 horas com volume de 2,8 L e descarregava continuamente no WCFSH. Todos plantados com espécies emergentes. Nos SI e SII a remoção média foi de 62,5% e 59% respectivamente. No SIII a eficiência foi de 44,2%. Este estudo sugeriu que a remoção de carbamazepina é incrementada em condições anaeróbias, já que teve uma eficiência maior em SI e SII que operavam nessa condição. Este resultado é corroborado pelos achados de outros autores, que evidenciam melhor degradação da carbamazepina em condições anóxicas (Hai et al., 2011).

Hijosa-Valsero e colaboradores (2016) estudaram a remoção de ibuprofeno, cetoprofeno, naproxeno, diclofenaco, ácido salicílico e carbamazepina em sete WC que foram adaptados a uma ETE como segundo tratamento. CW1, CW2 e CW5 eram WCFSH, com plantas emergentes e cascalho como substrato, CW3, CW6 eram WCFSH, com plantas emergentes e cascalho como substrato. CW4 e CW7 era WCFSH com cascalho e sem plantas. Eram abastecidos em fluxo contínuo. Foi constatada eficiência de remoção acima de 60% para todos os fármacos exceto para diclofenaco, cetoprofeno e carbamazepina. Foram avaliadas as biomassas das plantas e constatado que são essenciais nos projetos de WC para remoção de fármacos. A presença de *I. sibirica e Z. aetiopica* em CW foi fator determinante para eficiência de remoção de carbamazepina (Tejeda et al., 2017).

Vymazal, Březinová e Koželuh (2015) selecionaram três WCFSH com substrato de cascalho, Com TRH de 8,1 dias para o CWA, 7,1 dias para o CWB e 8,7 dias para o CWC, todos com vegetação emergente.

As concentrações médias de estrona (E1) no afluente dos WC variaram de 28,1 ng/l e 56,2 ng/l. Nos WC A e B a remoção foi de 100%, pois a quantificação ficou abaixo do limite e no WC C a eficiência foi de 85%.

As concentrações de 17ÿ-estradiol (E2) foram 6,3 ng/l, 4,1 ng/l e 15,4 ng/l para os sistemas A, B e C, respectivamente. As concentrações médias de E2 de saída em todos os três sistemas estavam abaixo do limite de quantificação, pressupondo uma remoção de 100%.

Quanto ao estriol (E3) as concentrações de entrada foram 16 ng/l e 12,8 ng/l e de saída foram abaixo do limite de quantificação, nos sistemas A e B, respectivamente e no sistema C, as concentrações de entrada e saída de E3 estavam abaixo do limite de quantificação.

As concentrações de 17ÿ-etinilestradiol (E2) variam de 6,0 ng/l e 2,8 ng/l nos sistemas A e B respectivamente e no sistema C abaixo do limite de quantificação. As respectivas concentrações médias de E2 de saída foram de 2,6 ng/l, 0,52 ng/l e 2,21 ng/l.

Para testosterona foram detectadas concentrações medias de entrada variaram entre 2,8 ng/l e 10,5 ng/l enquanto para a progesterona as concentrações médias de entrada variaram entre 4,4 ng/l e 20,3 ng/l. Nenhum dos dois hormônios foram detectados na saída.

Os resultados indicam uma remoção eficiente dos hormônios nos WCFSH. Apesar de poucos relatos, em literatura, sobre a remoção de hormônios, alguns autores tiveram resultados positivos (Shappell et al., 2007).

Carranza-Diaz et al. (2014), investigaram a remoção de carbamazepina, ibuprofeno, diclofenaco, cetoprofeno e naproxeno em um WCFSH (H50P) que era plantado e outro WCFSH (H50) não plantado, os dois com substrato cascalho e TRH em média de 5,5 dias. A eficiência média de remoção para todos os fármacos ficou abaixo de 30%, sendo constatada eficiência maior no H50P, atribuindo a baixa remoção a existência de alta carga orgânica e condições aeróbias impróprias. Ao contrário, Tejeda, Torres-Bojorges e Zurita (Tejeda et al., 2017), relatam a necessidade de condições anóxicas para efetiva remoção de carbamazepina.

Ávila et al. (2014) avaliaram a remoção de ibuprofeno, acetaminofeno, diclofenaco e etinilestradiol em quatro WCFSV. VGp continha substrato de cascalho, VS1p e VS2p continham substrato de areia. VAp continha substrato de carvalho e sistema de aeração. Todos com plantas emergentes e fluxo intermitente. As concentrações dos afluentes foram em média de 44,5 ng/l para ibuprofeno e 5,58 ng/l para diclofenaco, acetaminofeno e etinilestradiol estavam abaixo do limite de quantificação. Nos efluentes essa concentração diminuiu para 0,44 ng/l de ibuprofeno em VS2p, 0,14 ng/l VS1p, 2,43 ng/l em VGp e 0,20 ng/l em VAp. Para Diclofenaco foi de 1,66 ng/l em VS2p, 2,55 ng/l em VS1p, 1,93 ng/l em VGp e 2,37em VAp. A eficiência de remoção ficou na faixa de 95% para ibuprofeno e para diclofenaco ficou entre 54 e 70%. Este resultado encontra-se em conformidade com os achados de Matamoros (Matamoros et al., 2008).

Já o grupo de Berglund (2014) teve como objetivo avaliar a eficiência de remoção de antibióticos através de quatro WCFSH (A,B,C,D). Os WC não tinham afluentes de águas residuais. O TRH era de em média 5,7 dias, substrato era argila e as plantas eram emergentes. As águas foram incrementadas com os antibióticos continuamente por 25 dias nas concentrações de 0,1 ng/l de azitromicina, 0,2 ng/l de Ciprofloxacino, 0,4 ng/l de claritromicina, 0,2 ng/l de clindamicina, 0,1 ng/l de doxiciclina, 2 ng/lde eritromicina, 1 ng/l de Norfloxacino, 0,4 ng/l de oxitetraciclina, 1 ng/l de sulfametoxazol, 1 ng/l de tetraciclina, 1 ng/l de trimetoprim

e 0,1 ng/l de vancomicina. As eficiências de remoção foram de 61%, 97%, 100%, 100%, 99%, 100%, 100%, 77%, 74%, 96% e 59% para Trimetoprim, oxitetraciclina, Norfloxacino, Ciprofloxacino, tetraciclina, doxiciclina, azitromicina, sulfametoxazol, clindamicina, eritromicina e claritromicina, respectivamente. Atribui-se a capacidade de remoção de antibióticos em WC, a adsorção ao substrato gerando íons metálicos (Zhang et al., 2014).

Dan e demais pesquisadores (2013) montaram 12 WC em diferentes configurações para avaliar a remoção de Sulfadiazina, sulfapiridina, sulfacetamida, sulfametazina, sulfametoxazol, trimetoprim. As configurações eram três CWFSV descendente, chamados de CW1, CW2 e CW3, tendo como substrato brita, vesuvanita e zeolite, respectivamente. CW1 e CW3 com plantas emergentes e CW2 não plantado, três CWFSV ascendente, chamados de CW4, CW5 e CW6, com substrato brita, vesuvianita e zeolite, respectivamente. CW4 e CW5 com plantas emergentes e CW6 não plantado. Seis CWFSH chamados de CW7, CW8, CW9, CW10, CW11 e CW2. Sendo CW7 e CW10 com brita, CW8 e CW11 com zeolite e CW9 e CW12 com vesuvianita. Os CW 9 e 12 não eram plantados. A Sulfadiazina teve eficiência de remoção em CW1 e CW3 com 72-76% no verão e 43-67% no inverno. Sulfapiridina teve alto índice de remoção em todos WC (75-88% no verão e 80-92% no inverno). CW5 removeu mais eficientemente o sulfametoxazol durante o verão (58%) e CW8 durante o inverno (69%). Sulfadiazina teve índices acima de 50% de remoção em todos os WC durante o verão e no inverno, apenas CW2 conseguiu remover acima de 50%. Sulfametazina não foi removida eficientemente em nenhum WC. Trimetoprim teve índices de remoção de 57-95% no verão e 35-97% no inverno. Ficou demonstrado a eficiência de remoção de antibióticos em WC, podendo variar de acordo com a estação do ano e tipo de fluxo (Hijosa-Valsero et al., 2010).

Historicamente, os primeiros relatos de remoção de fármacos das águas através da tecnologia de *Wetlands* Construídos, foram de anti-hipertensivos. Entretanto, diversos estudos relatam eficiência na remoção de anti-inflamatórios e, mais recentemente, antibióticos. Portanto, com diversas possibilidades de projetos acima apresentados, verificamos que não importa com qual característica foi implantado, os WC demonstram maior eficiência que os tratamentos convencionais. Sendo assim, é uma possibilidade de melhoria a baixo custo, beneficiando a Saúde Pública.

A partir dessa revisão surge como perspectiva futura, ensaios em laboratório para análise de remoção de substâncias farmacológicas de águas conforme projeto elaborado e para Fitorremediação com soluções diluídas e seus respectivos controles (solventes e extratos vegetais totais em doses ponderais correspondentes).

## IV. CONCLUSÃO

Diante a problemática apresentada quanto a verificação da presença fármacos nas águas, tendo em vista a dificuldade de remoção destes contaminantes, objetivamos caracterizar os tipos de Wetlands Construídos (WC) possíveis, já que tem como característica um baixo custo de implantação e manutenção, e buscar na literatura dados para avaliar o seu funcionamento e se, de fato, seria uma opção para o tratamento de águas.

Demonstra-se nesta revisão, que WC podem ter suas configurações o mais variadas possíveis, mesclando tipo de fluxo, substrato, plantas, vazão e tempo de retenção e, em todas as configurações observadas, foi possível verificar remoção de fármacos mais eficientemente que os tratamentos convencionais.

Os Wetlands Construídos são eficazes para remoção de fármacos das águas e têm baixo custo de implantação e manutenção. Portanto, são uma excelente opção para ser um sistema adicional aos sistemas convencionais de tratamento conferindo maior eficiência no tratamento das águas.

## REFERÊNCIAS

[1] Al-Baldawi, I. A., Mohammed, A. A., Mutar, Z. H., Abdullah, S. R. S., Jasim, S. S., Almansoory, A. F., & Ismail, N. ’Izzati. (2021). Application of phytotechnology in alleviating pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in wastewater: Source, impacts, treatment, mechanisms, fate, and SWOT analysis. *Journal of Cleaner Production*, *319*(July), 128584. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128584

[2] AL Falahi, O. A., Abdullah, S. R. S., Hasan, H. A., Othman, A. R., Ewadh, H. M., Al-Baldawi, I. A., Kurniawan, S. B., Imron, M. F., & Ismail, N. I. (2021). Simultaneous removal of ibuprofen, organic material, and nutrients from domestic wastewater through a pilot-scale vertical sub-surface flow constructed wetland with aeration system. *Journal of Water Process Engineering*, *43*(July), 102214. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102214

[3] ANA. Brasil. (2017). *Atlas esgotos : despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental*. https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias/atlas-esgotos-revela-mais-de-110-mil-km-de-rios-com-comprometimento-da-qualidade-da-agua-por-carga-organica/atlaseesgotosdespoluicaodebaciashidrograficas-resumoexecutivo_livro.pdf/view

[4] Ávila, C., García-Galán, M. J., Uggetti, E., Montemurro, N., García-Vara, M., Pérez, S., García, J., & Postigo, C. (2021). Boosting pharmaceutical removal through aeration in constructed wetlands. *Journal of Hazardous Materials*,

*412*(January), 1–10. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125231

[5] Ávila, C., Nivala, J., Olsson, L., Kassa, K., Headley, T., Mueller, R. A., Bayona, J. M., & García, J. (2014). Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Science of the Total Environment*, *494–495*, 211–217. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.128

[6] Ávila, C., Pedescoll, A., Matamoros, V., Bayona, J. M., & García, J. (2010). Capacity of a horizontal subsurface flow constructed wetland system for the removal of emerging pollutants: An injection experiment. *Chemosphere*, *81*(9), 1137–1142. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.006

[7] Berglund, B., Khan, G. A., Weisner, S. E. B., Ehde, P. M., Fick, J., & Lindgren, P. E. (2014). Efficient removal of antibiotics in surface-flow constructed wetlands, with no observed impact on antibiotic resistance genes. *Science of the Total Environment*, *476–477*, 29–37. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.128

[8] Brasil. Ministério da Saúde. (2020). *Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação n o 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde (antiga Portaria MS Nº2914/2011) Padrão de Potabilidade e Planos de Amostragem Substâncias Químicas – Agrotóxicos – Subsídios para Discussão e Orientaçõ*. 22. https://www.gov.br/saude/pt-br/acesso-a-informacao/participacao-social/consultas-publicas/2020/arquivos/DOCSNTESEAGROTXICOS1METODOLOGIADESELEO.pdf

[9] Campanha, M. B., Awan, A. T., de Sousa, D. N. R., Grosseli, G. M., Mozeto, A. A., & Fadini, P. S. (2015). A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, *22*(10), 7936–7947. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3929-x

[10] Carranza-Diaz, O., Schultze-Nobre, L., Moeder, M., Nivala, J., Kuschk, P., & Koeser, H. (2014). Removal of selected organic micropollutants in planted and unplanted pilot-scale horizontal flow constructed wetlands under conditions of high organic load. *Ecological Engineering*, *71*, 234–245. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.048

[11] Chen, Y., Vymazal, J., Březinová, T., Koželuh, M., Kule, L., Huang, J., & Chen, Z. (2016). Occurrence, removal and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in rural wastewater treatment wetlands. *Science of the Total Environment*, *566–567*, 1660–1669. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.069

[12] Cheng, Y. X., Chen, J., Wu, D., Liu, Y. S., Yang, Y. Q., He, L. X., Ye, P., Zhao, J. L., Liu, S. S., Yang, B., & Ying, G. G. (2021). Highly enhanced biodegradation of pharmaceutical and personal care products in a novel tidal flow constructed wetland with baffle and plants. *Water Research*, *193*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116870

[13] Dan A, Yang, Y., Dai, Y. nv, Chen, C. xing, Wang, S. yu, & Tao, R. (2013). Removal and factors influencing removal of sulfonamides and trimethoprim from domestic sewage in constructed wetlands. *Bioresource Technology*, *146*, 363–370. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.050

[14] Dordio, A., Carvalho, A. J. P., Teixeira, D. M., Dias, C. B., & Pinto, A. P. (2010). Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using Typha spp. and LECA. *Bioresource Technology*, *101*(3), 886–892. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.001

[15] Hai, F. I., Li, X., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2011). Removal of carbamazepine and sulfamethoxazole by MBR under anoxic and aerobic conditions. *Bioresource Technology*, *102*(22), 10386–10390. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.019

[16] He, Y., Zhang, L., Jiang, L., Wagner, T., Sutton, N. B., Ji, R., & Langenhoff, A. A. M. (2021). Improving removal of antibiotics in constructed wetland treatment systems based on key design and operational parameters: A review. *Journal of Hazardous Materials*, *407*, 124386. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124386

[17] Hijosa-Valsero, M., Matamoros, V., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., & Bayona, J. M. (2010). Comprehensive assessment of the design configuration of constructed wetlands for the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters. *Water Research*, *44*(12), 3669–3678. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.022

[18] Hijosa-Valsero, M., Reyes-Contreras, C., Domínguez, C., Bécares, E., & Bayona, J. M. (2016). Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere*, *145*, 508–517. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.090

[19] Hu, X., Xie, H., Zhuang, L., Zhang, J., Hu, Z., Liang, S., & Feng, K. (2021). A review on the role of plant in pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) removal in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, *780*, 146637. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146637

[20] IBGE. (2020). *Pesquisa nacional de saneamento básico : 2017 : abastecimento de água e esgotamento sanitário / IBGE, Coordenação de População e Indicadores Sociais* (IBGE (Ed.)). https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101734.pdf

[21] Jekel, M., Dott, W., Bergmann, A., Dünnbier, U., Gnirß, R., Haist-Gulde, B., Hamscher, G., Letzel, M., Licha, T., Lyko, S., Miehe, U., Sacher, F., Scheurer, M., Schmidt, C. K., Reemtsma, T., & Ruhl, A. S. (2015). Selection of organic process and source indicator substances for the anthropogenically influenced water cycle. *Chemosphere*, *125*, 155–167. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.025

[22] Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biolfilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, *283*(September 2020), 111986. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986

[23] Kurniawan, S B, Ahmad, A., & Said, N. S. M. (2021).

*Ciência do Meio Ambiente Total Machine Translated by Google*. *790*, 1–14.

[24] Kurniawan, Setyo Budi, Ahmad, A., Said, N. S. M., Imron, M. F., Abdullah, S. R. S., Othman, A. R., Purwanti, I. F., & Hasan, H. A. (2021). Macrophytes as wastewater treatment agents: Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular economy initiatives. *Science of the Total Environment*, *790*, 148219. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148219

[25] Matamoros, V., García, J., & Bayona, J. M. (2008). Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. *Water Research*, *42*(3), 653–660. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.016

[26] Mejía, Paulo Victor Laguardia; Adreoli, Fabiana De Nadai; Andreoli, Cleverson V; Serrat, B. M. (2014). Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais – Número*, *31*, 97–104. https://doi.org/h

[27] Montagner, C. C., Vidal, C., & Acayaba, R. D. (2017). Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: Cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Quimica Nova*, *40*(9), 1094–1110. https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091

[28] Oliveira, G. A., Colares, G. S., Lutterbeck, C. A., Dell'Osbel, N., Machado, Ê. L., & Rodrigues, L. R. (2021). Floating treatment wetlands in domestic wastewater treatment as a decentralized sanitation alternative. *Science of the Total Environment*, *773*, 145609. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145609

[29] Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, *56*, 15–39. https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214

[30] Pivetta, R. C., Rodrigues-Silva, C., Ribeiro, A. R., & Rath, S. (2020). Tracking the occurrence of psychotropic pharmaceuticals in Brazilian wastewater treatment plants and surface water, with assessment of environmental risks. *Science of the Total Environment*, *727*, 138661. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138661

[31] Sakurai, K. S. I., Pompei, C. M. E., Tomita, I. N., Santos-Neto, Á. J., & Silva, G. H. R. (2021). Hybrid constructed wetlands as post-treatment of blackwater: An assessment of the removal of antibiotics. *Journal of Environmental Management*, *278*(October 2020). https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111552

[32] Salt, D. E., Smith, R. D., & Raskin, I. (1998). Phytoremediation. Annual review of plant physiology. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, *49*, 643–668. http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.arplant.49.1.643

[33] Sezerino, P. H., Machado, Ê. L., Sousa, J. T. de, Carvalho, K. Q. de, Decezaro, S. T., Almeida, R. de A., Kaick, T. S. Van, Pelissari, C., & Filho, F. J. C. M. (2020). *ÁGUAS RESIDUÁRIAS WETLANDS BRASIL* (p. Boletim 13). https://wetlandsbrasil.com.br/publicacoes/

[34] Shappell, N. W., Billey, L. O., Forbes, D., Matheny, T. A., Poach, M. E., Reddy, G. B., & Hunt, P. G. (2007). Estrogenic activity and steroid hormones in swine wastewater through a lagoon constructed-wetland system. *Environmental Science and Technology*, *41*(2), 444–450. https://doi.org/10.1021/es061268e

[35] Sossalla, N. A., Nivala, J., Reemtsma, T., Schlichting, R., König, M., Forquet, N., van Afferden, M., Müller, R. A., & Escher, B. I. (2021). Removal of micropollutants and biological effects by conventional and intensified constructed wetlands treating municipal wastewater. *Water Research*, *201*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117349

[36] Stephenson, C., & Black, C. R. (2014). One step forward, two steps back: The evolution of phytoremediation into commercial technologies. *Bioscience Horizons*, *7*, 1–15. https://doi.org/10.1093/biohorizons/hzu009

[37] Tejeda, A., Torres-Bojorges, Á. X., & Zurita, F. (2017). Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. *Ecological Engineering*, *98*, 410–417. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.04.012

[38] Turcios, A. E., Miglio, R., Vela, R., Sánchez, G., Bergier, T., Włodyka-Bergier, A., Cifuentes, J. I., Pignataro, G., Avellan, T., & Papenbrock, J. (2021). From natural habitats to successful application - Role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. *Environmental and Experimental Botany*, *190*(July). https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104583

[39] Vosgerau, D. S., & Romanowski, J. P. (2014). Estudos de revisão : implicações conceituais e metodológicas. *Rev. Diálogo Educ.*, *14*, 41. https://doi.org/10.7213/dialogo.educ.14.041.DS08

[40] Vymazal, J., Březinová, T., & Koželuh, M. (2015). Occurrence and removal of estrogens, progesterone and testosterone in three constructed wetlands treating municipal sewage in the Czech Republic. *Science of the Total Environment*, *536*, 625–631. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.077

[41] Vystavna, Y., Frkova, Z., Marchand, L., Vergeles, Y., & Stolberg, F. (2017). Removal efficiency of pharmaceuticals in a full scale constructed wetland in East Ukraine. *Ecological Engineering*, *108*(August), 50–58. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.009

[42] Xavier, J. de O., Campos, M. de C. S., Ribeiro, S. T. M., & Mot, H. R. (2021). *Macrófitas Aquáticas - 1* (p. 96). https://www.cemig.com.br/wp-content/uploads/2021/03/livro-macrofitas-cemig-2021.pdf

[43] Zhang, D., Gersberg, R. M., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: A review. *Environmental Pollution*, *184*, 620–639. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.09.009